

三重県沿岸の磯焼け発生に及ぼす
ウニ類個体密度の影響に関する研究

平成 30 年度

三重大学大学院生物資源学研究科
博士前期課程 生物圏生命科学専攻
海洋生物学講座

比嘉瑠

目次

序論	1
第一章 ムラサキウニ個体密度が藻場に与える影響	
緒言	5
材料と方法	7
結果	12
考察	16
第二章 海藻被度とウニ類個体密度の関係	
緒言	20
材料と方法	22
結果	27
考察	34
総合考察	37
要約	39
謝辞	40
参考文献	41

序論

藻場とは沿岸の浅海域において大型の海藻あるいは海草が密に繁茂している場所、あるいはそれらの群落や群落内の動物を含めた群集のことをいう（水産庁 2015）。藻場は構成する種類により、主にコンブ目 *Laminariales* からなる海中林やホンダワラ属 *Sargassum* からなるガラモ場、アマモ *Zostera marina* などの海草が優占するアマモ場などに分類される（水産庁 2015）。藻場は、沿岸の一次生産の場であるとともに、環境保全の場として生態学的に重要な機能をもっている（水産庁 2015）。

近年、藻場が衰退する磯焼けと呼ばれる現象が、全国的に広がっている（水産庁 2015）。磯焼けとは浅海の岩礁・転石域において、藻場が季節的な消長や多少の経年変化の範囲を越えて著しく衰退または消失して貧植生状態となる現象のことである（藤田 2002）。一旦、磯焼けが発生すると、藻場の回復までに長い年月を要したり、魚介類の減少や枯渇を招き、沿岸漁業に大きな影響を及ぼす（水産庁 2015）。磯焼けが発生する要因は様々で、高水温や貧栄養化、富栄養化、台風による攪乱、生活排水や沿岸工事による濁度増加などの環境要因とウニ類や魚類などの植食性動物による食害、無節サンゴモ類による海底の占有などの生物要因が単独または複合して藻場を衰退させる（水産庁 2015）。磯焼けが継続する主な要因としては、高水温・貧栄養などの環境条件と、ウニ類や魚類などの植食性動物による継続的な摂食圧などがあるとされている（富士 1999）。磯焼けの持続要因の中でも、ウニ類は高い摂食圧によって藻場を崩壊させることが古くから報告されてきた（Lawrence 1975）。例えば、オーストラリアのニューサウスウェールズ沿岸では数千 km に渡り岩礁がウニの食害によって藻場から磯焼けになった（Andrew 2000）。日本北部の日本海沿岸においては、キタムラサキウニ *Mesocentrotus nudus* やエゾバフン

ウニ *Strongylocentrotus intermedius* の食害によって磯焼けが発生すると、水産的価値がある海藻・魚類・貝類の減少することが知られている (Fujita 1998)。興味深いことに、ウニ類の食害により藻場が消失してもウニ類の個体群は崩壊せずに、ウニ自身が成長率を減少させ、微細藻類や無脊椎生物を摂食するようになる (Johnson et al. 1982)。そのため、一度ウニによって磯焼けが形成されると何十年間もウニが生息し続け (Ling and Johnson 2009)、元の状態 (藻場) に戻るのは困難になる (Rocha et al. 2015)。アラスカ州のアリューシャン沿岸、カナダのノバスコシア沿岸、アメリカのメイン湾では、ウニの個体数は、捕食者、加入、病気あるいは漁業によって調節されている。これらの海域では、ウニ類の個体群に依存して藻場と磯焼けが交代するとされている (Steneck et al. 2002)。Ling et al. (2015) は、藻場が磯焼け状態へシフトする際の海藻の量とウニの一種 *Centrostephanus rodgersii* 個体密度の関係は直線的ではなく、ウニ類の密度がある閾値を越えると急激に他の状態へシフトすることを明らかにした (Fig. 1)。

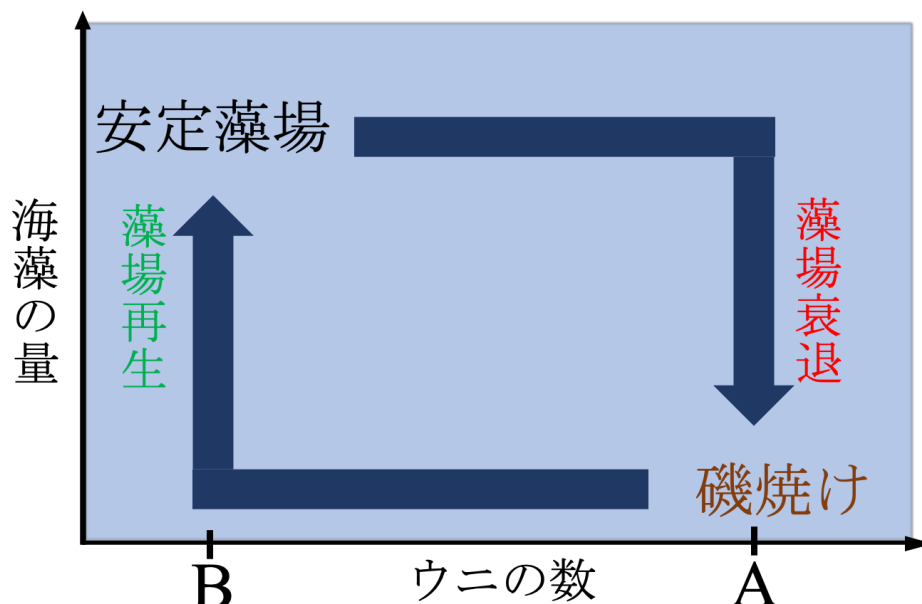


Fig. 1. ウニ個体数と藻場・磯焼け域の関係 (Ling et al. 2015 を改変)
 ウニの数が閾値 A 以上に増えると藻場が衰退し、
 ウニの数が閾値 B 以下減ると藻場が再生する。

このようなウニ類個体密度の臨界閾値における藻場の状態の崩壊は、他の様々な生態系が崩壊する際にみられる突発的な変化の特徴と類似していた (May 1977, Scheffer et al. 2001)。藻場と磯焼け域は安定状態であり、それぞれの状態の維持には様々な生態学的機構が働く (Filbee-Dexter and Scheibling 2014)。藻場と磯焼けの状態は安定しているが、ウニ類個体密度がある閾値に達すると劇的に対極状態へのシフトが起こる (Fig. 1) (Filbee-Dexter and Scheibling 2014)。つまり、藻場とウニ類が優占する磯焼けの間で、互いの状態にシフトする際に、ウニ類個体密度の明確な閾値が存在すると考えられる。このような、安定状態からある閾値を境に、状態変数の値 (Fig. 1 では海藻の量) が不連続で急激な変化を示し、別の安定状態へ変化する現象をレジームシフトという (Scheffer et al. 2001)。

藻場から磯焼けの引き金となるウニの個体数の閾値を A、磯焼けから藻場が回復する際のウニの個体数の閾値を B とすると、閾値 A は、閾値 B よりも明らかに大きく、磯焼けと藻場はレジームシフトを示す (Fig. 1) (Ling et al. 2015)。藻場から回復する際のウニ類個体密度である閾値 B の例として、カナリア諸島のガンガゼの一種 *Diadema antillarum* が優占する磯焼け海域で、*D. antillarum* の密度が 2ind./m² より低くなれば直立海藻が増加することが報告されている (Hernández et al. 2008)。また、日本においては、野外調査や野外飼育実験によって、ガンガゼ類の個体密度が 1 m² あたり 2 個体以下になると磯焼けから藻場に回復することが明らかになっている (石川 2018, Ishikawa et al. 2016, 倉島ら 2014)。しかし、藻場から磯焼けにシフトする際のウニ類の個体密度である閾値 A については十分に明らかにされていない。

そこで本研究では、第一章で野外ケージ実験によって藻場に対するムラサキウニ *Heliocidaris crassispina* 個体密度の影響を明らかにし、閾値 A の推定を試みた。第二章

では，第一章で推定した閾値 A と藻場衰退過程の調査で得た閾値 A および藻場回復過程の調査で得た閾値 B のデータから藻場評価指標を作成し，三重県内の藻場と磯焼け域の状況を調査し，藻場の状態を判定した。

第一章：ムラサキウニ個体密度が藻場に与える影響

緒言

コンブ目である大型褐藻のカジメ *Ecklonia cava* は茨城県大洗以南から四国、九州までの沿岸部で海中林とよばれる藻場を形成する(川嶋 1993)。カジメ海中林は魚類の産卵および稚魚の発育の場となるとともに、その葉状部は直接あるいは間接的にアワビ類 *Haliotis* spp., サザエ *Turbo sazae*, ウニ類などの有用動物の飼料となる(大島ら 1957, 野中・岩崎 1969) など生態系や漁業に対して重要な役割を果たしている。近年、カジメ海中林を含む多くの藻場が磯焼けと呼ばれる現象により、全国的に減少している(水産庁 2015)。磯焼けの持続要因としてウニ類の食害が強く作用するとされ(Lawrence 1975), 海中林などの藻場を衰退させることが世界中で報告されている(藤田ら 2008, Filbee-Dexter and Scheibling 2014, Ling et al. 2015)。このようにウニ類は岩礁系の生態系において他の生物と共生や捕食-被食関係があり、大きな生態学的役割を持っている。

日本で磯焼けの持続要因となっているとされるウニ類はキタムラサキウニ *Mesocentrotus nudus*, ムラサキウニ *Heliocidaris crassispina*, ガンガゼ類 *Diadema* spp., ナガウニ *Echinometra mathaei* などが挙げられる(藤田ら 2008)。三重県南部海岸においてはムラサキウニとガンガゼ類が磯焼けの主な持続要因と考えられている(倉島ら 2014, 石川 2018, 加藤 2018)。三重県尾鷲市早田浦ではガンガゼ類除去によってガンガゼ類個体密度が約 2 ind./m² 以下になると藻場が回復することが報告されている(倉島ら 2014, 石川 2018)。また、磯焼けを模したウニケージ実験においても、ガンガゼ個体密度が 2 ind./m² 以下であれば、海藻が生育し、増加することが明らかになっている(Ishikawa et al. 2016)。Hernández et al. (2008) もカナリア諸島の *Diadema antillarum* が

2ind./m²以下になると海藻が増加することを示している。これらのことから磯焼けから藻場へのシフトはガンガゼ類の個体密度 2 ind./m²以下になることで生じると考えられる。このように序論の Fig. 1 で示した閾値 B については比較的多くの研究がなされている。一方、磯焼けが発生するウニ類個体密度である閾値 A に関する報告は極めて少ない。この理由として、磯焼けが発生する海域や年を予測するのは困難であるため、磯焼けが発生した前後のウニ類個体密度を調査した研究はほとんどないことが挙げられる。さらに、藻場の再生活動は実施しやすいのに対して磯焼けを発生させる試験を行うことは環境保全の観点から認められにくいことが挙げられる。これらの理由により、ウニ類個体密度の変化に伴って、藻場がどのように衰退するか調べた研究はほとんどない。

本研究では野外に設置したケージ内にカジメ群落を模した状態を作り、ムラサキウニ個体密度を段階的にコントロールし、カジメ群落がどのように変化するか調べた。これにより、異なるムラサキウニ個体密度が藻場に与える影響と、藻場から磯焼けにシフトする際のムラサキウニ個体密度の閾値すなわち閾値 A を解明することを目的とした。

材料と方法

1. 研究海域

本研究は三重県南部尾鷲市早田浦で行った (Fig. 2) 早田浦では 1994 年の調査では湾口部がホンダワラ類やアントクメからなる藻場, 湾奥部が磯焼け域であった。(倉島ら 2001)。しかし, 2010 年からのガンガゼ類除去により湾奥部北岸では磯焼けから回復しつつあり (石川ら 2017), 海藻の生育が可能な環境になったと考えられる。そこで本実験は早田浦の湾奥部北岸の岸から約 20 m 離れた砂泥底の地点で行った。

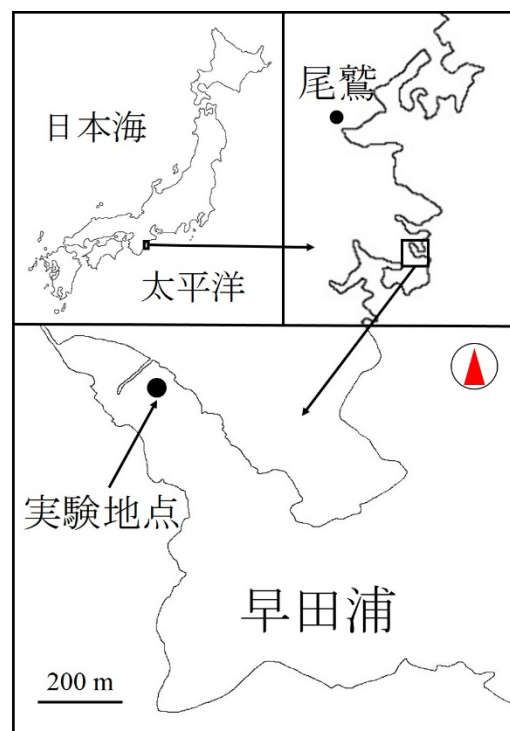


Fig. 2. 研究海域と実験地点

2. カジメ採集

実験に用いたカジメ (Fig. 3) は 2018 年 8 月 29 日に鳥羽市菅島南東のサガラメ *Eisenia arborea*・カジメ群落から採集した。茎状部の長さが約 30 cm の中型成体を 16 個体採集し, その内, 2 個体から面積 48-117 cm² の側葉を 14 枚切り取った。採集したカジメ

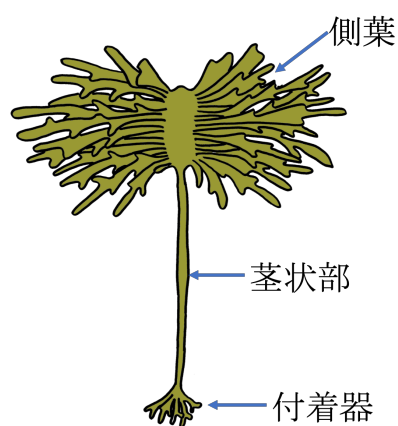


Fig. 3. カジメの形態の模式図

個体はそのまま, 側葉は乾燥を防ぐため新聞紙で 1 枚ずつ包み, クーラーボックスに入れて直ちに早田浦に運び, 実験に使用した。実験に用いたカジメ個体は茎長 30.6 ±

9.2 cm, 茎径 (付着器から 10 cm 上) 16.1 ± 1.7 mm であった。

3. ケージ実験

本実験は 2018 年 8 月 29 日から 2018 年 10 月 27 日にかけて行った。実験に先立ち、塩ビパイプ (直径 18 mm) とポリエチレン製ネット (目合い 16 mm) を用い、三重大学藻類学研究室内でケージ (0.5×0.5×0.5 m) を 7 個作成し (Fig. 4), 実験地点へ輸送した。ケージのうち 1 個を対照区, 6 個を実験区として使用した。ケージ設置地点は水深 4.7 m, 地形は傾斜の緩やかな砂地であった (Fig. 5)。実験開始日の 2018 年 8 月 29 日にブロックを 16 個用意し, 各ブロックにカジメ個体を 1 つずつヒモ (ユタカメイク社, G.G 養生ロープ 2 mm) で固定し, 切り取った側葉は被覆線と結束バンドで固定した (Fig. 6)。各ケージ内にカジメ個体と側葉が 1 つずつ固定されたブロックを 2 個ずつ並べ, ケージ内のカジメ個体密度 8 ind./m², カジメ側葉密度 8 枚/m²とした (Fig. 6)。次いで, 各ケージにムラサキウニを 0, 1, 2, 4



Fig. 4. ケージ作成の様子

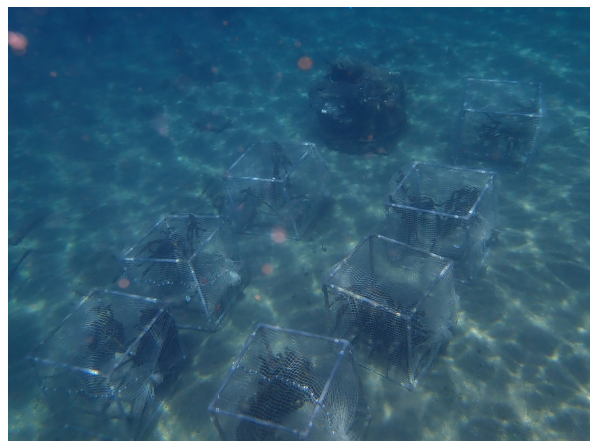


Fig. 5. 実験地に設置したケージ

個体を入れ、ケージ内の個体密度が 0, 4, 8, 16 ind./m²となるようにした。このうち 0 ind./m²の対照区はケージ 1 個, 4, 8, 16 ind./m²の実験区はケージ 2 個ずつとした (Fig.7)。ムラサキウニは実験地近くの岩場に生息していた個体を実験開始日に採集して用いた。実験に用いたムラサキウニの殻径は 51 ± 4.3 mm であった。全ての実験区で実験期間を通してムラサキウニの逸出は無かった。

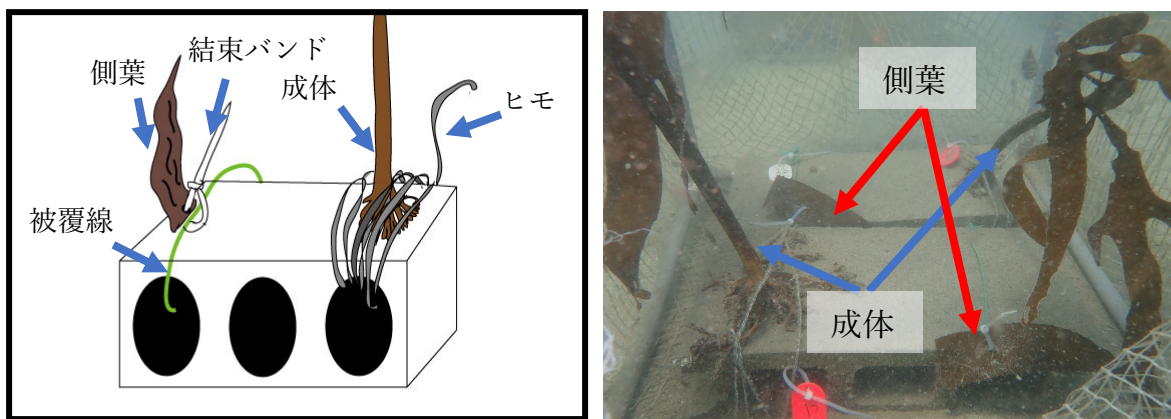


Fig. 6. カジメ個体および側葉のブロックへの固定方法

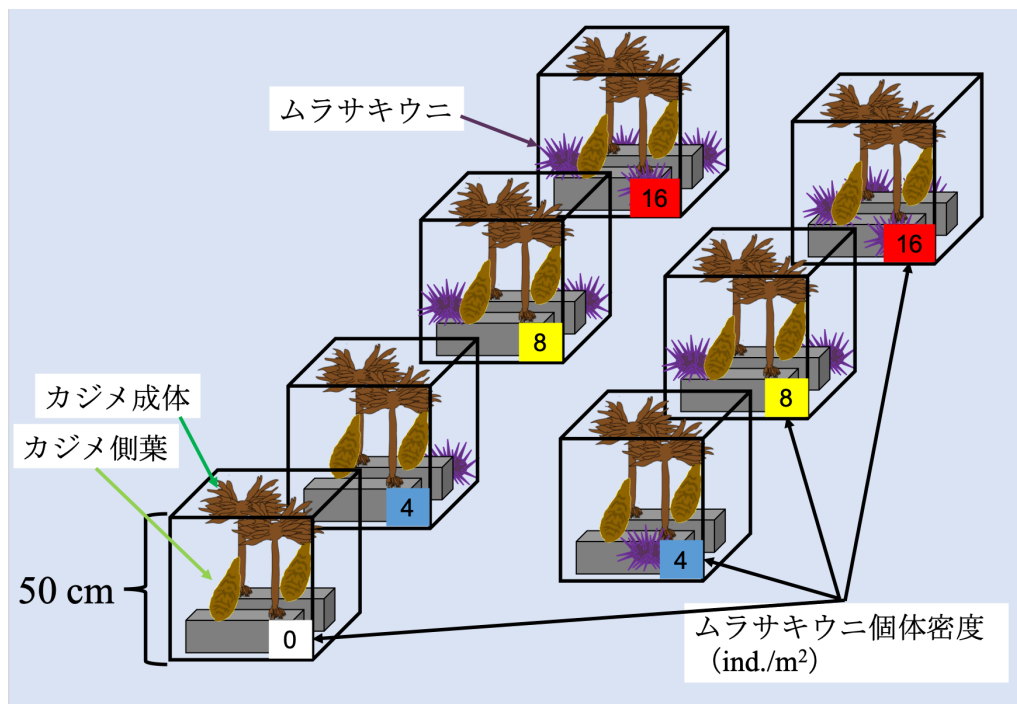


Fig. 7. 調査地に設置したケージの配置図

4. 摂食量の測定

ウニによる摂食の様子または摂食痕が観察されたカジメの個体数, 摂食された側葉の面積を 2018 年 8 月 31 日から 2018 年 9 月 2 日まで 1 日に 1 度, その後は 20 日目に

1 度測定した。カジメ側葉の面積はデジタルカメラにより測定した。スケール板の上に側葉を乗せ, 真上から写真撮影した。撮影した画像を画像加工ソフト (Adobe, Photoshop CS5) に

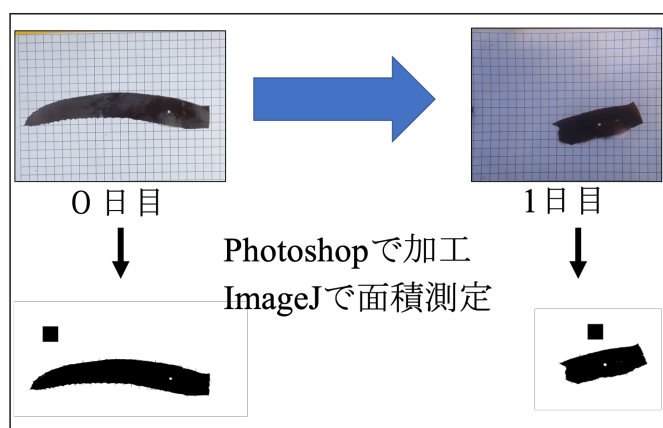


Fig. 8. 側葉摂食量の面積測定の方法

より処理し, 画像処理ソフト (Image

J) を用いて面積を求めた (Fig. 8)。2018 年 10 月 27 日には台風の影響でカジメ個体・側葉ともに消失していたため, 実験を終了した。

2018 年 7 月 27 日に鳥羽市菅島南東のカジメ群落にて莖状部の長さが約 30 cm のカジメ成体を 5 個体採集し, クーラーボックスに入れて研究室に持ち帰った。その後, コルクボーラー (1.89 cm²) を用いて, 全ての側葉の中央をくり抜いた。くり抜いた側葉を 60 °C, 48 時間乾燥させ, 乾重量を測定し, 単位面積あたりの乾重量を算出した。算出した乾重量を測定したカジメ側葉面積に乗ずることで, 摂食量を乾重量に換算した。

5. 水温・光量の測定

実験用コントロールケージ内に温度・照度データロガー (Onset 社, MX22002) を設置し, 2018 年 8 月 31 日から 2018 年 10 月 27 日まで 10 分間隔で水温 (°C) と照度

(lux) を連続記録し、一日の平均水温、最高水温、最低水温を求めた。

照度を光量子に換算するため、2018年11月29日に三重県紀北町島勝浦にて光量子ロガー（小型メモリー計 DEF12-L, JFE アドバンテック株式会社）と温度・照度データロガー（Onset 社, MX22002）を水深約 3 m の海底に固定し、光量子束密度 ($\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{sec}$) と照度 (lux) を同時に 2 分間隔で 1 ヶ月測定した。最初の 1 日目の測定値から以下の一次回帰式を得た。

$$y = 0.0207x + 9.4241 \quad (R^2 = 0.81) \quad x: \text{照度 (lux)}, y: \text{光量子束密度 } (\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{sec})$$

この式を用いて照度を光量子束密度に換算した。さらに、実験地点の 1 日の積算光量 ($\text{mol}/\text{m}^2/\text{day}$) を算出した。

実験終了時に回収した温度・照度データロガーのセンサー部分には、浮泥が堆積し、測定値が低下していたため、照度を日積算光量に算出した後、実験開始日と実験終了日の日積算光量が直線的に減衰すると仮定して値を補正した。

結果

1. 水温・光量

早田浦の2018年8月31日から2018年10月26日の日平均水温, 日最高気温, および日最低水温, 日積算光量を Fig. 9 に示した。期間中の最高水温は2018年8月31日の28.7 °C, 最低水温は2018年10月25日の22.7 °C, 平均水温は25.2 °Cであった。日平均水温の最高は27 °C, 最低は22.9 °Cであった。

期間中の平均日積算光量は $5.9 \pm 2.8 \text{ mol/ m}^2/\text{ day}$, 最小日積算光量は2018年9月12日の $1.18 \text{ mol/ m}^2/\text{ day}$, 最大日積算光量は2018年10月26日の $12.2 \text{ mol/ m}^2/\text{ day}$ であった。

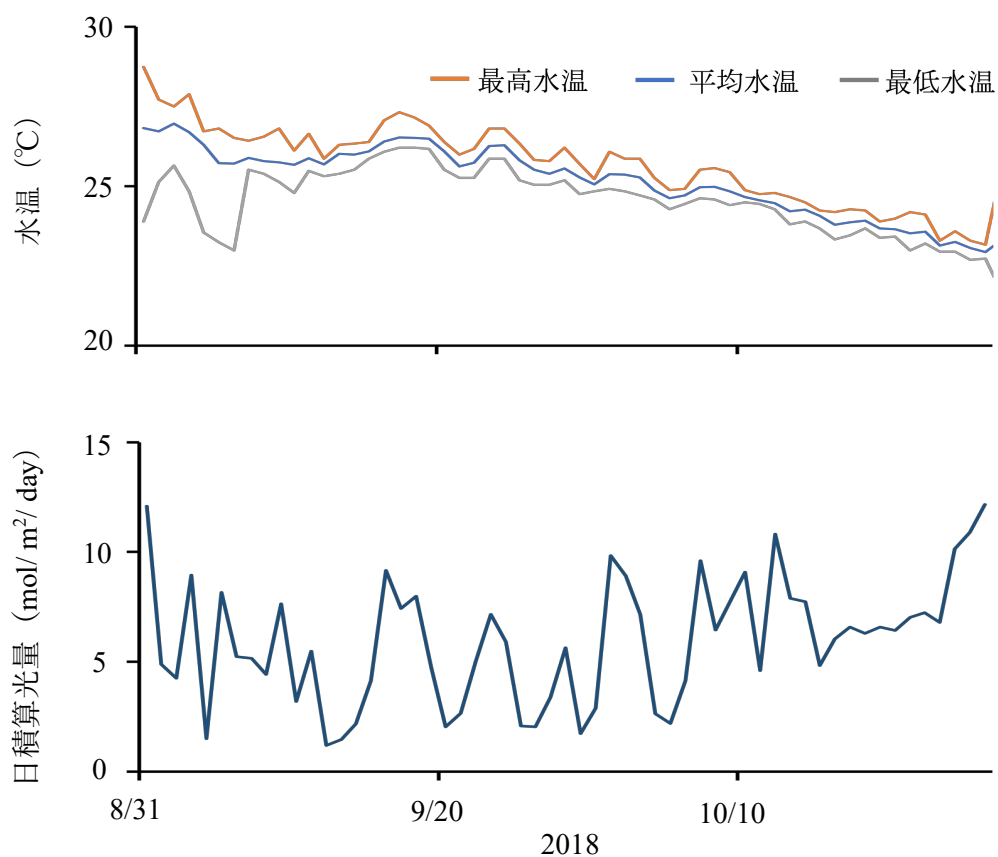


Fig. 9. 実験期間の早田浦の水温と日積算光量の推移

2. カジメ个体への摂食

Fig. 10 にムラサキウニによる摂食が観察されたカジメ个体数を示した。ムラサキウニは海底近くまで垂れ下がったカジメの側葉を引き込むように、あるいは茎状部に登ることで摂食する様子が実験期間中に観察された (Fig. 11)。1 日目に被食が観察され

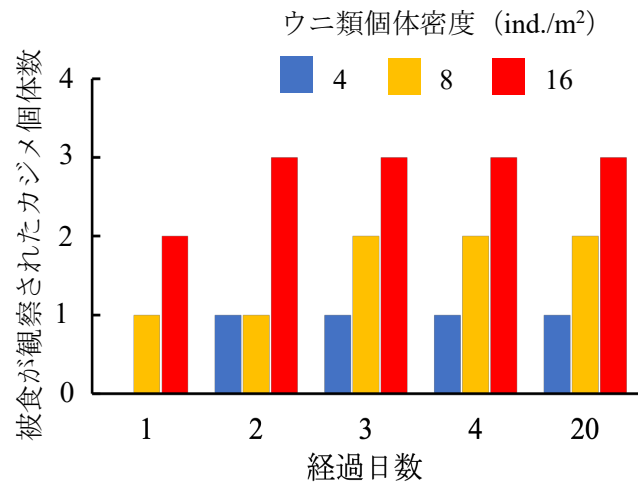


Fig. 10. 被食が観察されたカジメ个体数の経時変化

たカジメ个体数は、ムラサキウニ个体数密度 4 ind./m²では、同密度の2つの実験区を合計してカジメ 4 个体中 0 个体、8 ind./m²の実験区でカジメ 4 个体中 1 个体、16 ind./m²の実験区でカジメ 4 个体中 2 个体であった。4 日目に被食が観察されたカジメ个体数は、ムラサキウニ个体数密度 4 ind./m²の実験区でカジメ 4 个体中 1 个体、8 ind./m²の実験区でカジメ 4 个体中 2 个体、16 ind./m²の実験区でカジメ 4 个体中 3 个体であった。以降、20 日目まで被食が観察されたカジメ个体数に変化はなかった。

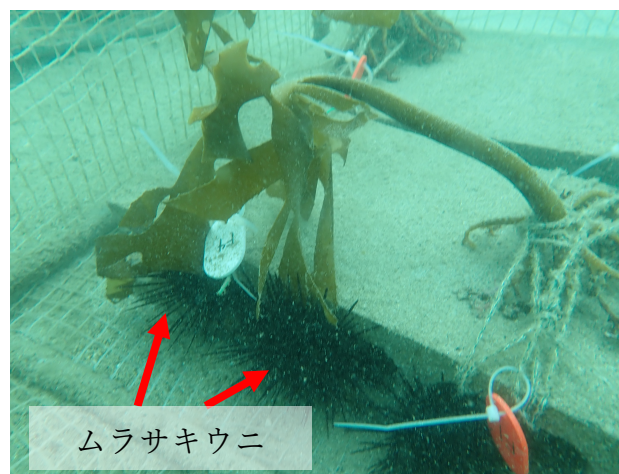


Fig.11. 実験開始 3 日目に観察されたムラサキウニによるカジメ个体葉状部の摂食

3. 側葉への摂食

ムラサキウニによって摂食された側葉の残存面積の推移 (Fig. 12 上) と、乾重量に換算したムラサキウニによる摂食量の推移 (Fig. 12 下) を示した。なお、面積と摂食量は、同一個体密度の2つのケージ内に残存している側葉の面積と摂食量を合計したうえで、単位面積あたりに換算した。実験に用いた側葉の (平均 \pm SD) 面積は、 $604 \pm 20 \text{ cm}^2/\text{m}^2$ であった。乾重量は $8.38 \pm 0.68 \text{ g dw}/\text{m}^2$ であった。

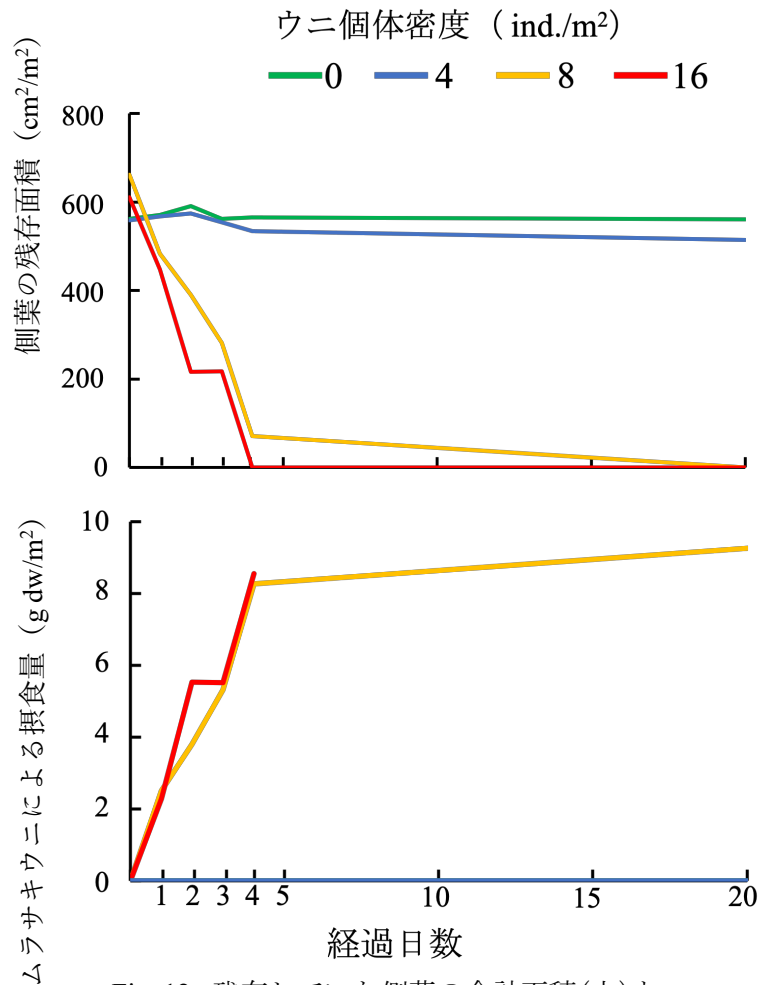


Fig. 12. 残存していた側葉の合計面積(上)とムラサキウニによる総摂食量 (下) の経時変化

ムラサキウニ個体密度 $4 \text{ ind.}/\text{m}^2$ の実験区では実験期間を通して側葉は摂食されなかった。ムラサキウニ個体数密度 $8 \text{ ind.}/\text{m}^2$ の実験区ではカジメ側葉に対するムラサキウニの4日目までの日平均摂食乾重量は $2.07 \pm 0.79 \text{ g dw}/\text{m}^2/\text{day}$ であり、20日目までに全ての側葉が摂食され消失した。4日目までのムラサキウニ1個体あたりの日平均摂食乾重量は $0.26 \pm 0.1 \text{ g dw}/\text{ind.}/\text{day}$ であった。ムラサキウニ個体密度 $16 \text{ ind.}/\text{m}^2$ の実験区ではムラサキウニによる4日目までの日平均摂食乾重量は $2.14 \pm 1.48 \text{ g dw}/\text{m}^2/\text{day}$ で

あり，4日目までに全ての側葉が摂食され消失した。4日目までのムラサキウニ 1 個体あたりの日平均摂食乾重量は 0.13 ± 0.09 g dw/ind./day であった。

考察

カジメは 28 °C 以下での胞子体の生育が可能であることが培養実験で明らかにされている (鈴木 2013)。また、水温 25 °C においてカジメの生育に必要な各側葉に当たる 1 日の積算光量は光合成速度から約 1.0 mol/m²/day と推定されている (倉島ら 1996)。実際のカジメ生育環境では、2002-04 年の静岡県河津町谷津地先と片浜地先において、水温と日積算光量が、それぞれ 12-27 °C, 8.0±4.8 mol/m²/day, および 13-26 °C, 2.3±2.6 mol/m²/day であったと報告されている (霜村・長谷川 2008)。本研究の実験期間中のケージ内の日平均水温の最高は 27 °C, 最低は 22.9 °C, 平均日積算光量は 5.9± 2.8 mol/m²/ day, 最小日積算光量は 1.18 mol/ m²/ day, 最大日積算光量は 12.2 mol/ m²/ day であった。ケージ内のカジメは中型で側葉の相互被覆はほとんど無かったことから、カジメが十分生育可能な温度、光量であったと考えられる。

静岡県下田市鍋田湾のカジメ群落においては、カジメの個体密度は 15-40 ind./m² (1 歳群以上で 12-17 ind./m², 0 歳群で 3~26 ind./m²) であり、高知県土佐湾手結地先のカジメ群落においては、34-53 ind./m² (1 歳群以上で 10-19 ind./m², 0 歳群で 16-34 ind./m²) であると報告されている (芹澤ら 2001)。また、成体カジメ (3 才群以上) は、静岡県下田市須崎嵐留地先では平均 1-6 ind./m² (岩橋 1968), 平均静岡県下田下流地先では年間平均 11 ind./m² (林田 1986), 志摩半島御座岬周辺では水深 7-10 m で平均 7.2 ind./m² (前川・喜田 1982) と報告されている。これらのことから、天然の成体のカジメ群落の個体密度は概ね 6-19 ind./m², 幼体は 3-34 ind./m² と考えられる。本研究で使用したケージ内のカジメ成体密度は 8 ind./m² にした。また、夏季で幼体採集が困難だったため、幼体とほぼ同じ大きさの側葉を用いて代用とし、密度を 8 枚/m² とした。いずれも低密度の天然個体群と同程度とした。

川俣 (2008) によれば高密度の海藻群落では、波によって揺れ動く大型海藻がウニなどの底生生物を排除する作用 (鞭打ち効果または掃き出し効果など) があると考えられている。このことは高密度の海藻群落ではウニの食害が生じにくいことを示している。そこで、本研究では、やや密度の低いカジメ群落を模して実験を行った。

喜田・前川 (1985) の 10 月におけるカジメの茎長 (cm) に対する個体乾重量 (g dw/ind.) の相対生長式 ($\log y = 1.4401 \log x - 0.771$ $r = 0.963$) を用いて、本研究に用いたカジメ成体の茎長から個体乾重量を推定した。推定されたカジメ成体の個体乾重量は 24.0 ± 10.2 g dw/ind. であり、ケージ内の藻場の推定現存量は約 200 g dw/m² であった。志摩半島のカジメ海中林の現存量は 500-1200 g dw/m² (前川・喜田 1987)、静岡県下田市鍋田湾におけるカジメ海中林の現存量は 982-2705 g dw/m² (田中ら 1983, Yokohama et al. 1987) であったと示されており、ケージ内の藻場は実際に存在する安定的な藻場と比較すると現存量が低いと考えられる。

大島ら (1957) の水槽実験によると水温 22.2 °C-24.1 °C におけるカジメ葉片に対するムラサキウニ平均摂食量は 0.32 dw g/ind./day であった。本研究では実験期間の 4 日目までのカジメ側葉に対するムラサキウニ 1 個体あたりの日平均摂食乾重量は個体数密度 8 ind./m² の実験区で 0.26 g dw/ind./day、個体数密度 16 ind./m² の実験区で 0.13 g dw/ind./day であり、個体密度が高くなるにつれて減少した。これは本研究ではウニ類個体密度が高いため、ウニ類 1 個体が摂食可能になる側葉が少なくなったことが要因として考えられる。

田中ら (1983) と Yokohama et al. (1987) は、静岡県下田市鍋田湾におけるカジメ海中林の生産力は年純生産量 2.8 kg dw/m²/year であることを示した。また、寺脇ら (1991) の報告によれば、三浦半島西部のアラメ *Eisenia bicyclis* およびカジメ群落の年間生産量

(湿重量)は、アラメ群落では 23.5 kg ww/m^2 、カジメ群落では水深 5, 10, 15, 20 m 区
の順に 9.1, 9.5, 3.9, 1.3 kg ww/m^2 であった。これらを平均日間生産量(乾重量)に換
算すると、鍋田湾におけるカジメ海中林では $7.67 \text{ g dw/m}^2/\text{day}$ 、アラメ群落では 6.44
 $\text{ dw/m}^2/\text{day}$ 、カジメ群落では水深 5, 10, 15, 20 m の順に 2.49, 2.60, 1.07, $0.36 \text{ dw/m}^2/\text{day}$
で深所ほど低かった。本研究のムラサキウニ個体密度 8, 16 ind./m^2 の実験区でカジメ側
葉に対するムラサキウニの日平均摂食乾重量は約 $2 \text{ g dw/m}^2/\text{day}$ であり、カジメ個体へ
の摂食量も考慮するとそれ以上であると考えられる。生産力の低い深所のカジメ群落で
は、ムラサキウニ個体密度 8 ind./m^2 以上になると群落が衰退する可能性がある。

本研究ではムラサキウニは海底に近いカジメ個体葉状部を引き込むようにあるいは、
茎状部に登ることで摂食する様子や藻体への摂食痕が実験期間中に観察された。また、
ムラサキウニ個体密度 8 ind./m^2 以上では幼体に相当する側葉への摂食と同時にカジメ
個体への摂食が認められた。一方、ムラサキウニ個体密度 4 ind./m^2 では、側葉への摂
食は無く、カジメ 1 個体への摂食が観察されたのみであった。その要因としては、ケー
ジ内のムラサキウニがカジメ側葉ではなく個体を摂食し続けていたこと、カジメ側葉で
はなくデトリタスを摂食していた可能性があったことが挙げられる。また、本研究では
実験期間を通してカジメ個体に対しては茎状部や葉状部の部分的な摂食が見られたの
みであった。しかし、より長期間実験を継続するとカジメ個体が全て摂食される可能
性がある。Agatsuma et al. (2018) は宮城県志津川湾において、アラメに対するキタムラサ
キウニの摂食には、茎状部から葉状部まで登り葉状部、茎状部の順で食害するパター
ンか、葉状部基部の部分に食害し、葉状部を海底に脱落させ、脱落した葉状部を食害した
後、茎状部を食害するパターンがあることを報告している。いずれのパターンも葉状部
を摂食した後に、茎状部を摂食し、海中林が崩壊する可能性があるとしている。

Maegawa and Kida (1989) はカジメやサガラメ群落では老年齢個体の枯死によって空地（ギャップ）が形成され、それまで林冠によって遮蔽されていた場所に光が供給されることによって、幼体の生育が可能となるとしている。しかし、定着した幼体が無くなれば、カジメなどの海中林を崩壊させる可能性があると考えられる。本研究の結果では、ムラサキウニ個体密度 8 ind./m^2 以上では幼体の代わりに設置した側葉が全て摂食されていた。従ってムラサキウニが個体密度 8 ind./m^2 以上になると幼体が摂食され、群落が更新できなくなり、藻場が衰退する可能性があることが示された。一方で、ムラサキウニ個体密度 4 ind./m^2 以下ならば、幼体は摂食されず、藻場は衰退しないと考えられる。ただし、ケージで再現したカジメ藻場の密度は平均的な天然の群落よりも低いため、天然の群落が衰退するのはより高密度なムラサキウニ個体数であると考えられる。

本研究では殻径が同サイズのムラサキウニ個体を用いた。しかし、ウニ類の摂食圧は殻径や種によって異なることが知られている (Barker et al. 1998, 金丸ら 2007)。ムラサキウニの摂食量は同程度の殻径のアカウニの 0.7-0.9 倍、ガンガゼの 0.7 倍であるとされており (金丸ら 2007)、ガンガゼの場合は 4 ind./m^2 以上で藻場が衰退する可能性がある。今後はウニ類の密度だけでなく、殻径や種も考慮した実験が必要と考えられる。

本研究では、個体密度、現存量および生産量が低い藻場の場合では、ムラサキウニ個体密度 $5-8 \text{ ind./m}^2$ 以上になると、群落を維持できないほど幼体が摂食され、藻場が衰退し、磯焼けが発生する可能性があることが示された。一方で、ムラサキウニ個体密度 4 ind./m^2 以下ならば、幼体は摂食されず、藻場は衰退しないと考えられる。この結果から藻場から磯焼けに衰退する際のムラサキウニ個体密度の閾値 A は $5-8 \text{ ind./m}^2$ と推定され、ムラサキウニ個体密度はカジメ海中林などの藻場生態系において大きな影響を持つことが示された。

第二章：海藻被度とウニ類個体密度の関係

緒言

藻場の維持管理では、藻場の現状を把握するために、定期的にモニタリングを実施することが重要である（水産庁 2015）。藻場モニタリングにおいて、磯焼けの感知や藻場形成の阻害要因を特定する際に、藻場の状態を評価する指標を用いれば正確な藻場評価が可能になる。

第一章のケージ実験では、現存量と生産量、個体密度が平均的な藻場より低い藻場の場合、ムラサキウニ個体密度が 5-8 ind./m² 以上になると、摂食圧が要因となって、藻場を衰退させる可能性があることが示され、Fig. 1 の閾値 A は 5-8 ind./m² と推定された。

藻類学研究室のこれまでの研究より、三重県尾鷲市尾鷲湾のサガラメ海中林では 2013 年 12 月に高水温が引き金となって磯焼けが発生したことがわかっている（加藤 2018）。この磯焼け直前にムラサキウニ個体密度が 8-10 ind./m² 以上に急増しており、その食害が磯焼けの持続要因となったと考えられている。また、三重県尾鷲市早田浦では、ガンガゼ除去によってガンガゼ個体密度が 2 ind./m² 以下になると磯焼けから回復して藻場になったことが確認されている（倉島ら 2014）。Ishikawa et al. (2016) はケージ実験により、ガンガゼ個体密度 2 ind./m² 以下で海藻が増加することを実証している。第一章の結果と合わせて、これらの藻場が回復、衰退する際のウニ類個体密度を用いれば、藻場のウニ類個体密度から藻場の評価を行う指標を作成し、調査海域の状態を推定できると考えられる。

第二章では、第一章のケージ実験結果、早田浦で観察された磯焼けから藻場に回復する過程の海藻被度とガンガゼ類個体密度のデータ、尾鷲湾地の株で観察された藻場から磯焼けに衰退する過程の海藻被度とムラサキウニ個体密度のデータを利用して、藻場

の状態評価指標の作成を試みた。同時に、三重県内の藻場と磯焼け域の状況に作成した指標を適用し、藻場評価を行った。

調査海域と方法

6. 調査海域

調査は、三重県志摩市波切、和具大島周辺、南伊勢町古和浦、紀北町島勝浦、尾鷲市尾鷲湾地の株およびコドーカ、早田浦で行った (Fig. 13)。調査は、

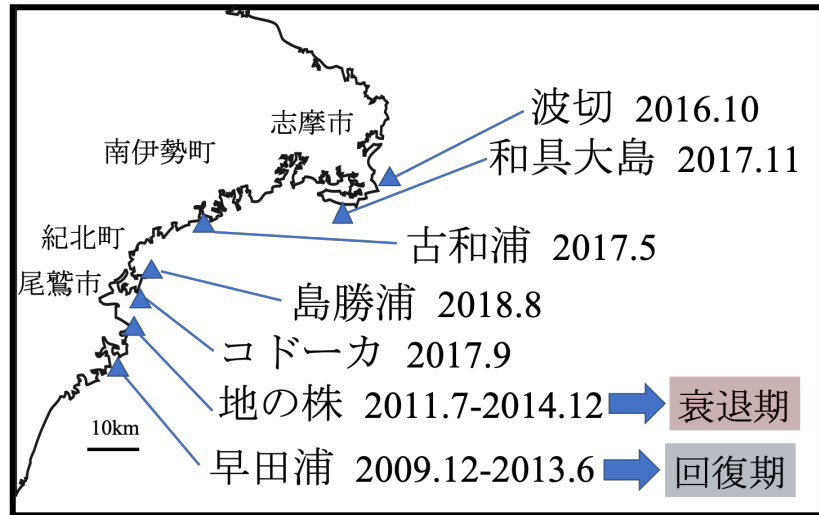


Fig. 13. 調査地点

波切は2016年10月26日、和具大島は2017年11月10日、古和浦は2017年5月20日、島勝浦は2018年8月12日、コドーカは2017年9月20日に行った。

7. 潜水による藻場の調査方法

SCUBA潜水により、1m四方のコドラートを調査海域に数カ所ずつランダムに設置した (Fig. 14)。コドラート内の樹冠構成種被度 (%), 小型海藻被度 (%), ウニ類個体密度 (ind./m²), 藻食動物種と数, 水深 (m) を記録した。和具大島周辺、南伊勢町古和浦、紀北町島

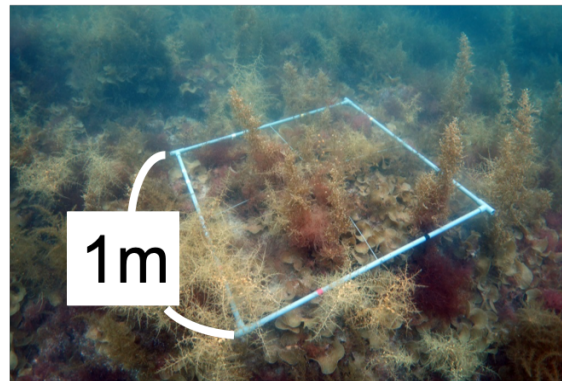


Fig.14. 1mのコドラートを被度100%の藻場に設置した様子

勝浦、尾鷲市尾鷲湾コドーカでは樹冠構成種の高さ (cm) を記録した。小型海藻は種

ごとに高さを実測するのが困難であったため、一律に高さ 5 cm とした。1 m²あたりの海藻被度を小数の割合に換算し、高さを乗ずることで海藻体積 (m³) とした。

沿岸岩礁域に優占するサガラメ、カジメなどのコンブ目褐藻とヨレモクモドキ *Sargassum yamamotoi*, ヤツマタモク *S. patens* などのホンダワラ類褐藻を樹冠構成種とした。ウミウチワ *Padina arborescens*, フクロノリ *Colpomenia sinuosa* などの褐藻類、マクサ *Gelidium elegans* や有節サンゴモ類 *Corallina/Amphiroa* の紅藻類などの海藻を小型海藻とした。ウニ類としてはムラサキウニ、ナガウニ、ガンガゼ類、タワシウニ *Echinostrephus molaris* を計数した。

8. 藻場の状態評価方法

藻場の評価基準を作成するため、藻類学研究室で過去に得られた三重県内の藻場衰退過程と回復過程のデータを利用した。藻場の回復過程のデータとして、早田浦で 2009 年から 2013 年にかけて調査した海藻被度とガンガゼ類個体密度の関係をを用いた。藻場の回復に伴う海藻被度とガンガゼ類個体密度の関係を Fig. 15 に示す。早田浦では、磯焼け状態であった 2009 年 12 月には海藻はみられず、ウニ類個体密度は 0-21 ind./m² の範囲で、平均個体密度は 9±7 ind./m² であった。2010 年より開始したガンガゼ除去によって海藻が増加し始め、2011 年 3 月の海藻被度は 0-50 %、平均被度は 16±17 % に増加した。ウニ類個体密度は 0-5 ind./m²、平均個体密度 1±2 ind./m² に低下した。さらに 2013 年 6 月の海藻被度は 5-95 %、平均被度 64±29 % に増加する一方、ウニ類個体密度は 0-15 ind./m²、平均個体密度 2±4 ind./m² にやや増加し、安定した藻場が回復した。

藻場衰退過程のデータとして尾鷲湾地の株で 2011 年から 2014 年にかけて調査した海藻被度とムラサキウニ個体密度の関係をを用いた。藻場の衰退に伴う海藻被度とムラサ

キウニ個体密度の関係の推移を Fig. 16 に示す。地の株では、2011 年 7 月の調査で海藻被度は 5-100 %，平均被度 58 ± 32 %，ウニ類個体密度は 0-9 ind./m²，平均個体密度 2 ± 3 ind./m² のサガラメ群落であった。藻場が衰退し始めた 2012 年 12 月の調査では海藻被度は 0-85 %，平均被度 26 ± 20 %で，ウニ類個体密度は 0-108 ind./m²，平均個体密度 29 ± 31 ind./m² に増加したが，サガラメの被度も高く，藻場が維持されていた。磯焼けとなる前の 2013 年 7 月において海藻被度は 0-100 %，平均被度 34 ± 28 %，ウニ類個体密度は 0-47 ind./m²，平均個体密度 16 ± 10 ind./m² となった。さらに 2013 年 12 月の海藻被度は 0-70 %，平均被度 17 ± 23 %ウニ類個体密度は 0-37 ind./m²，平均個体密度 22 ± 11 ind./m² となり，磯焼けが発生した。2014 年 12 月の海藻被度は 0-85 %，平均被度 8 ± 22 %ウニ類個体密度は 10-25 ind./m²，平均個体密度 16 ± 4 ind./m² となり，磯焼けであった。

これらのデータと第一章のケージ実験結果および Ishikawa et al. (2016) から，三重県において磯焼けから藻場へ回復する際のウニ類個体密度は 2 ind./m² 以下，藻場から磯焼けへ衰退する際のウニ類個体密度は 8 ind./m² 以上であると推定した。閾値と藻場回復/衰退過程の海藻被度のデータを元に海藻被度とウニ類個体密度の関係を藻場，衰退期，磯焼け，回復期の 4 つのフェーズに区分した。Fig. 17 に早田浦と地の株の海藻被度とウニ類個体密度をまとめてプロットし，フェーズ区分とともに示した。藻場はウニ類個体密度 0-8 ind./m² で平均個体密度 2 ind./m² 以下，海藻被度 10-100%の範囲で平均被度 40 %以上とした。衰退期はウニ類個体密度 8 ind./m² 以上で海藻被度 0-90%の範囲で平均被度 40 %以下とウニ類個体密度 2-8 ind./m²，海藻被度 5-10%の範囲とした。回復期ではウニ類個体密度 2 ind./m² 以下，海藻被度 0-50%の範囲で平均被度 10 %以上とした。磯焼けはウニ類個体密度 3 ind./m² 以上，海藻被度 0-5%の範囲とした (Fig.17)。

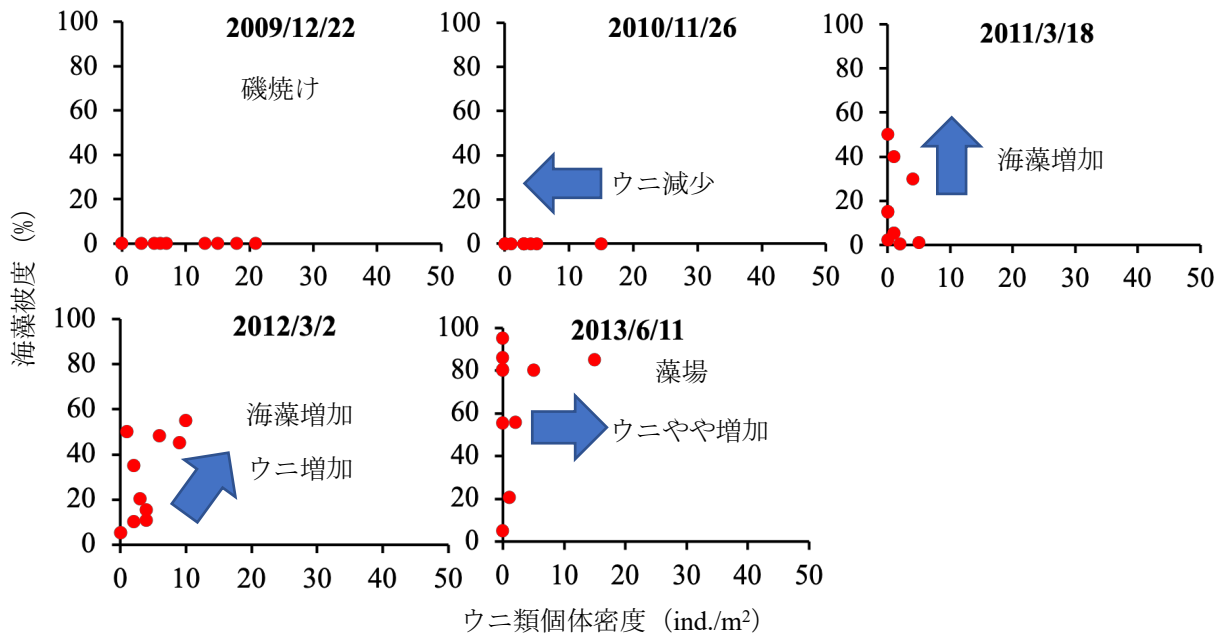


Fig. 15. 2009～2013 年の早田浦の藻場回復過程における海藻被度とウニ個体密度の関係
藻類学研究室で 2009～2013 年に得たデータより作成

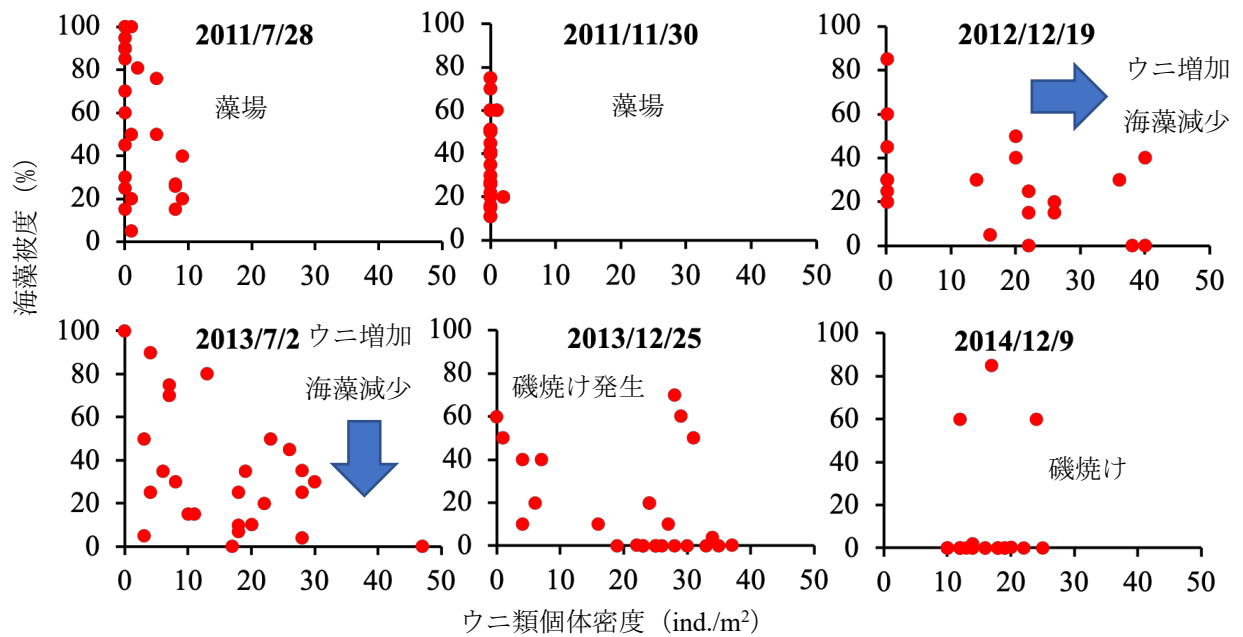


Fig. 16. 2011～2014 年の地の株の藻場衰退過程における海藻被度とウニ個体密度の関係
藻類学研究室で 2011～2014 年に得たデータより作成

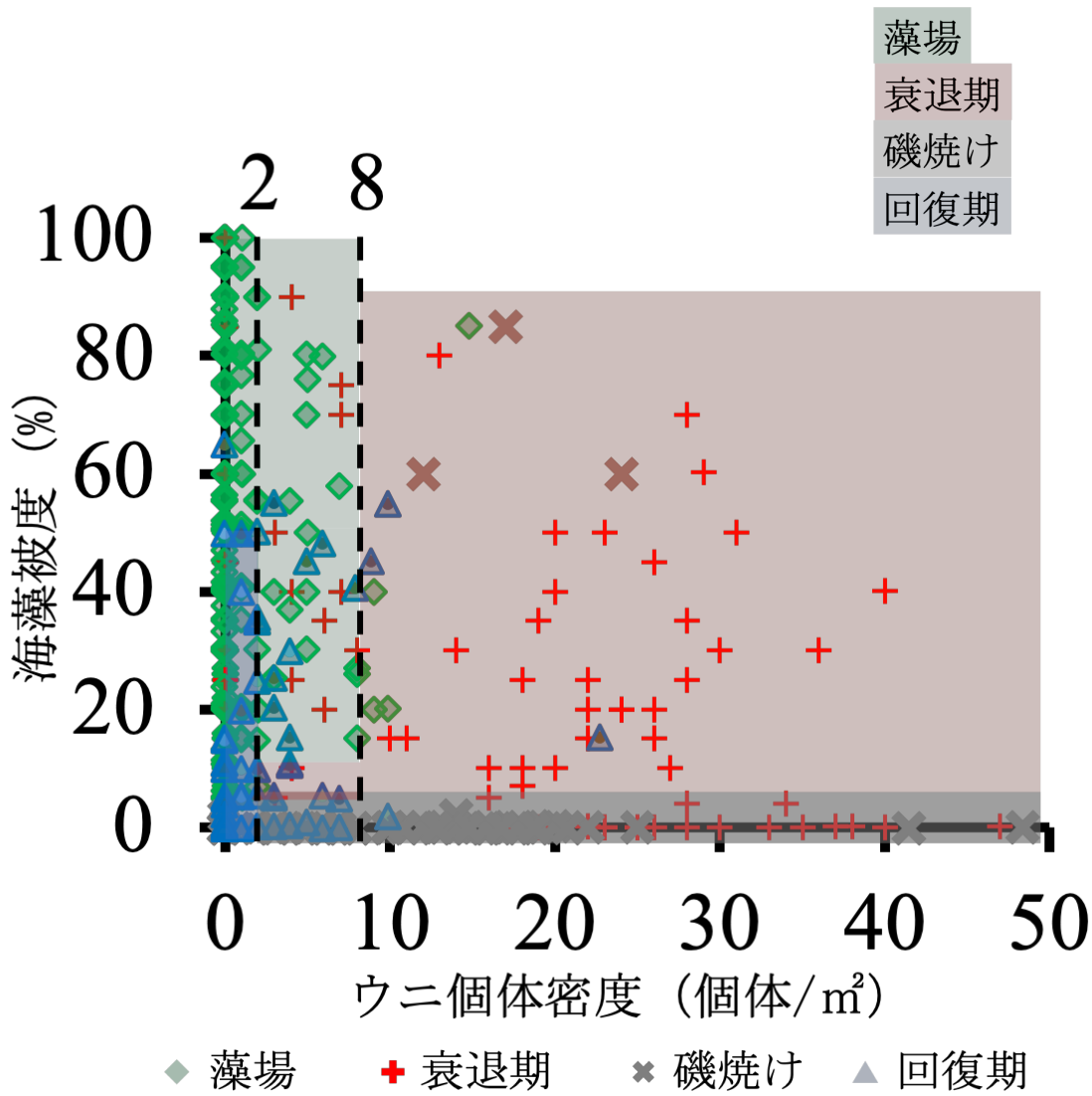


Fig.17. 海藻被度とウニ個体密度の関係と藻場評価区分

2009～2013年の早田浦の藻場回復過程と2011～2014年の地の株の藻場衰退過程におけるデータと第一章のケージ実験結果およびIshikawa et al. (2016)から作成したフェーズ区分。早田浦と地の株の海藻被度とウニ類個体密度をまとめてプロットした。

結果

9. 海藻被度，現存量とウニ類個体密度の関係

志摩市波切，和具大島周辺，南伊勢町古和浦，紀北町島勝浦，尾鷲市尾鷲湾コドーカの海藻被度とウニ類個体密度の関係を Fig. 18 に，各調査海域の調査風景を Fig. 19 示した。

波切ではウニ類が見られず，樹冠構成種としてはサガラメとカジメが高密度に生育しており，その被度は 60-90%であった (Fig. 18 a, Fig. 19 a)。小型海藻は枠内に出現しなかった。和具大島はタワシウニが個体密度 1-8 ind./m² で生育しており，小型海藻の被度は高く，10-80%であった (Fig. 18 b, Fig. 19 b)。古和浦はウニ類が見られない海域と，ガンガゼ類が個体密度 2-20 ind./m² で生育している海域が混在していた (Fig. 18 c, Fig. 19 c)。島勝浦ではガンガゼ類個体密度は 1-15 ind./m²，ムラサキウニ個体密度は 1-14 ind./m² であった。海藻はほとんど見られなかった (Fig. 18 d, Fig. 19 d)。コドーカでは樹冠構成種の被度が 2-50 % であった。小型海藻の被度が 4-10 % であった。ガンガゼ類個体密度 1-7 ind./m²，ムラサキウニ個体密度 1-6 ind./m² であった (Fig. 18 e, Fig. 19 e)。

Fig. 20 に和具大島周辺，南伊勢町古和浦，紀北町島勝浦，尾鷲市尾鷲湾小渡鹿の海藻体積とウニ類個体密度の関係の結果を示した。和具大島では樹冠構成種は見られず，小型海藻のみであり，体積は 0.75-4 m³ であった。古和浦では樹冠構成種の体積は 0-32 m³，小型海藻の体積は 0.04-5 m³ であった。島勝浦では樹冠構成種は見られず，小型海藻の体積が 0-1.5 m³ であった。コドーカでは樹冠構成種の体積は 0-25 m³，小型海藻の体積は 0.2-0.51 m³ であった。

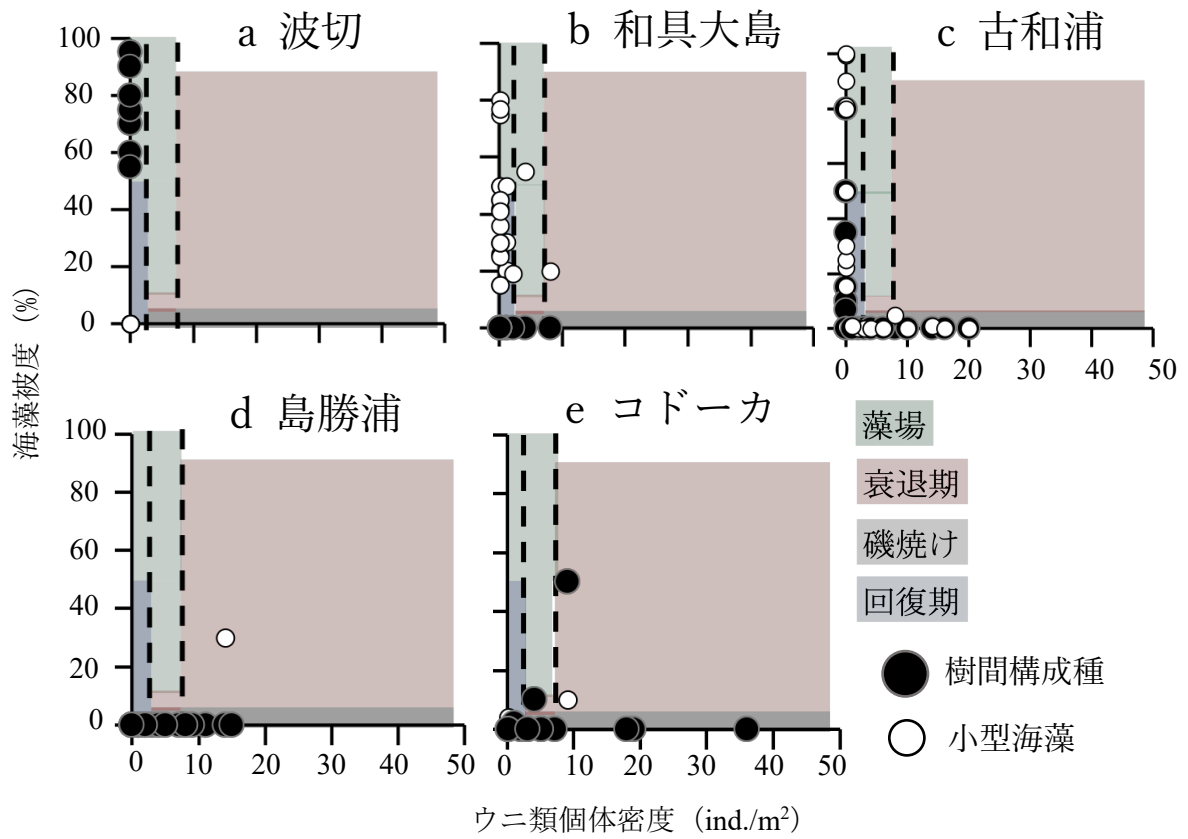


Fig.18. 各調査地点の海藻被度とウニ個体密度の関係と藻場評価

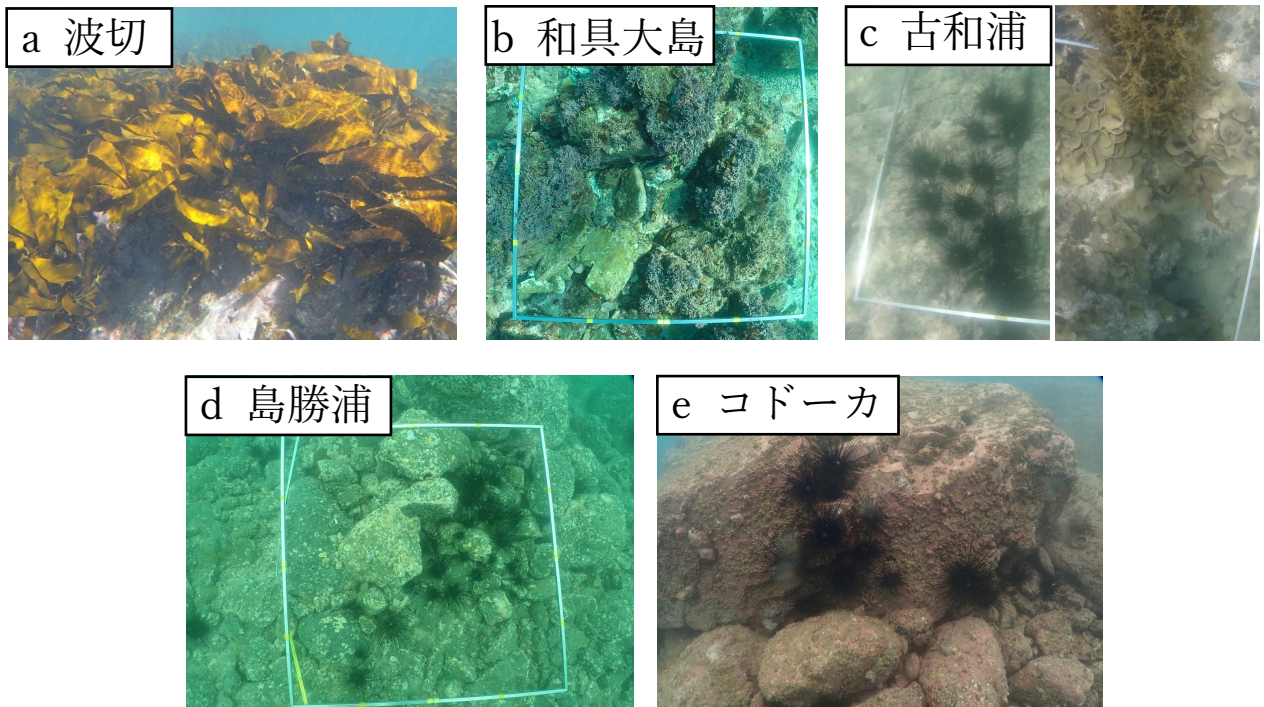


Fig.19. 各調査地点の調査風景

10. 海藻とウニ類の出現種

Table 1 に各調査海域で見られた海藻の出現種と種数を示した。Table 2 に見られたウニ類の出現種と種数を示した。波切はウニ類は見られなかった。樹冠構成種としてはサガラメとカジメの 2 種が見られたが、小型海藻は見られなかった。和具大島ではウニ類はタワシウニの 1 種が見られた。樹冠構成種は見られなかったが、フサカニノテ *Marginisporum aberrans*, ウスカワカニノテ *Amphiroa beauvoisii*, マクサ, フクリンアミジ *Dilophus okamurae* などの小型海藻種が 13 種であった。古和浦は最も出現した種が多く、樹冠構成種はカジメ, ヒロメ *Undaria undarioides*, ヤツマタモク, 小型海藻は 37 種見られた。島勝浦ではガンガゼ類, ムラサキウニ, ナガウニ, タワシウニの 4 種が見られた。海藻は殻状紅藻 1 種のみであった。コドーカではウニ類はガンガゼ類, ムラサキウニ, ナガウニ, タワシウニの 4 種であった。樹冠構成種はサガラメ, ヨレモクモドキの 2 種であった。小型海藻はウミウチワ, ミルの一種, ソデガラミ *Actinotrichia fragilis*

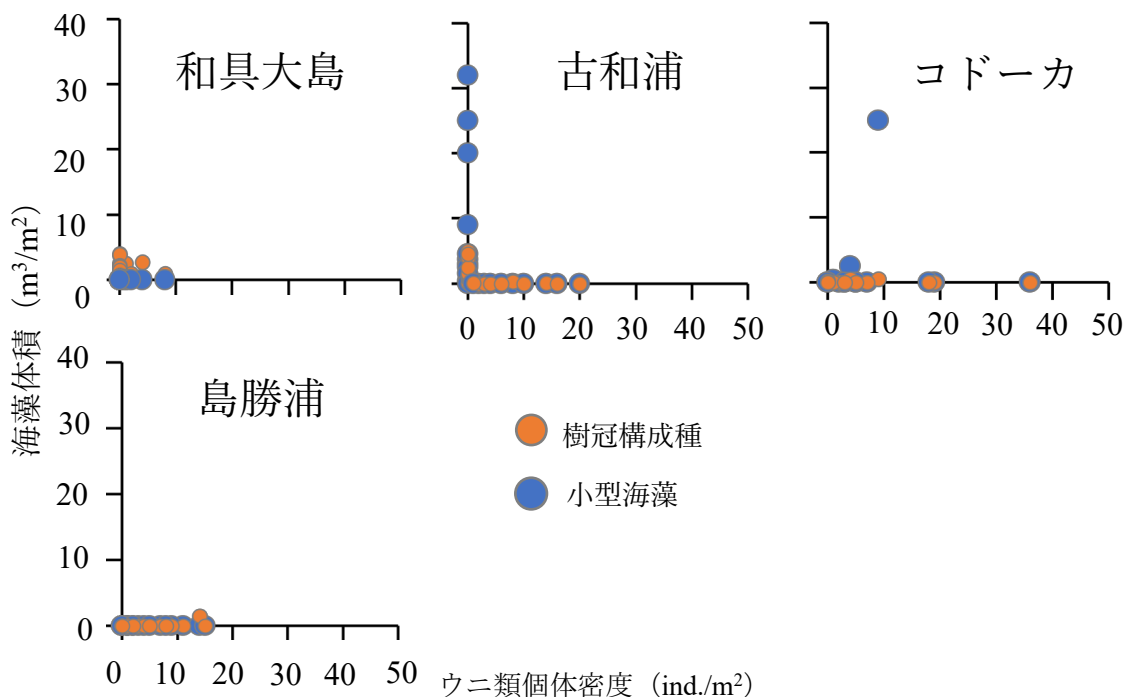


Fig. 20. 各調査地点の海藻体積 (volume: 海藻被度×高さ)とウニ類個体密度 ($\text{ind.}/\text{m}^2$) の関係 (小型海藻は高さ 5 cm とした。)

の3種であった。

3. 藻場の判定

調査した海域を評価基準に従って、磯焼け、回復期、藻場、衰退期の4つに区分すると、波切と和具大島は藻場、古和浦は藻場と磯焼けの混在、島勝浦とコードカは磯焼けと判定された (Fig. 18) (Table 3)。さらに、大型の褐藻からなり、体積が大きい波切を安定藻場、小型海藻のみからなり、体積の小さい和具大島を小型海藻藻場とした。

Table.1 調査海域で見られた海藻種 ○は見られた海藻種を示す。

		波切	和具大島	古和浦	島勝浦	コドーカ
		藻場	小型海藻藻場	藻場/磯焼けの混成	磯焼け	磯焼け
樹間構成種	褐藻					
		カジメ	○		○	○
		サガラメ	○			
		ヒロメ			○	
		ヤツマタモク			○	
	ヨレモクモドキ					○
小型海藻	緑藻					
		ヤブレグサ			○	
		タマゴバロニア			○	
		<i>codium</i> sp.			○	○
	ホソジュズモ			○		
褐藻						
		ヘラヤハズ			○	
		シワヤハズ			○	
		アミジグサ			○	
		ウミウチワ			○	○
		フクロノリ			○	
	フクリンアミジ		○	○		
紅藻						
		ソデガラミ				○
		ガラガラ		○	○	
		フサノリ			○	
		ウスカワカニノテ		○	○	
		フサカニノテ		○		
		ピリヒバ		○	○	
		カイノリ				
		マクサ		○	○	
		タマイタダキ			○	
		オバクサ		○	○	
		ヒビロウト			○	
		カイノリ			○	
		キントキ		○	○	
		ムカデノリ				
		ヒトツマツ			○	
		タンバノリ			○	
	トサカマツ			○		
	カギイバラノリ			○		

Table 1 の続き

	波切	和具大島	古和浦	島勝浦	コドーカ
サイダイバラ			○		
キヌハダ			○		
キジノオ			○		
オキツノリ			○		
ハリガネ		○			
ユカリ		○	○		
ナミノハナ		○			
ヒトツマツ		○			
ベニスナゴ			○		
オゴノリ			○		
トサカノリ			○		
ワツナギソウ					
ヒラワツナギソウ			○		
フシツナギ					
アヤニシキ			○		
殻状紅藻		○		○	
種数	2	13	37	1	5

Table 2 調査海域で見られたウニの種 ○は見られたウニの種を示す。

	波切	和具大島	古和浦	島勝浦	コドーカ
ウニ類					
ムラサキウニ				○	○
ガンガゼ類			○		○
ナガウニ				○	○
タワシウニ		○		○	○
種数	0	1	1	3	4

Table 3 各調査海域の海藻被度とウニ類個体密度の範囲平均 ± SD, 藻場の状態評価の判定結果

調査地	海藻被度範囲 (%)	平均 ± SD 海藻被度 (%)	ウニ類個体密度 範囲 (ind./m ²)	平均 ± SD ウニ類 個体密度 (ind./m ²)	評価
波切	60-90	77 ± 12	0	0	安定藻場
和具大島	10-80	40 ± 19	1-8	1 ± 2	小型海藻藻場
古和浦	0-100	77 ± 23	0-20	9 ± 6	藻場と磯焼けの混成
島勝浦	0-20	2 ± 7	1-15	4 ± 5	磯焼け
コドーカ	2-50	6 ± 16	1-7	8 ± 10	磯焼け

考察

本研究の調査では、波切では樹冠構成種であるサガラメ、カジメの2種が高密度に生育していたが、小型海藻は見られなかった。一方、小型海藻のみの藻場の和具大島では出現海藻種数は13種、藻場と磯焼けの混成の古和浦では出現海藻種数は37種となり、波切と比較して多かった。前川・喜田(1987)はサガラメとカジメの個体密度が高い群落では、光は群落の上層部で大半が吸収され、林床部に達する相対照度は2%もしくはそれ以下にまで低下していることを明らかにした。密な藻場を形成していた波切で小型海藻が見られなかったのは、サガラメとカジメの樹冠部が光を遮り、林床部の小型海藻の生育を抑制しているためと考えられる。一方、和具大島では樹冠構成種が見られなかったため、小型海藻が繁茂していると考えられる。倉島ら(2014)によればガンガゼ類の摂食圧が主要因の磯焼け海域においては、ガンガゼ類を除去することで樹冠構成種のホンダワラ類だけでなく多様な小型海藻が増加するとしている。古和浦では、一部が磯焼けとなっているが、一部でガンガゼ除去を行っているため、海域の一部でガンガゼの摂食圧が減り、樹冠構成種と小型海藻が生えている海域があると考えられる。

動物の摂食圧の影響は、海藻の被度よりも現存量に反映されると考えられる。一般的に現存量は刈りなどで海藻を採取して重量を測定することで得る。しかし、本研究では海藻群落に影響を与えずに現存量を得るために、藻場の高さを測定することで体積を簡易的に求めて現存量の代用とした。ただし、早田浦の磯焼けから藻場に回復する過程と、尾鷲湾地の株の藻場から磯焼けに衰退する過程では、高さを記録していなかったため、藻場評価基準には体積は用いなかった。小型海藻が多い和具大島と古和浦を比較すると樹冠構成種が無い和具大島では被度と体積のどちらかを指標にするかによって大

大きく異なっているが、古和浦ではほとんど差がなかった。そのため、高さを測定することで、より正確な藻場の状態評価につながると考えられる。

海藻を摂食する動物には、巻貝、アメフラシ *Aplysia kurodai*、ウニ、藻食性魚類、ウミガメ、鳥類などがあるが、磯焼けで問題となるのはウニ類とアイゴ *Siganus fuscescens* などの藻食性魚類である（水産庁 2015）。調査海域にはウニ類以外にもサザエ、アワビなどの植食性動物が見られたが、観察された個体数も少なく、これらの植食性動物の摂食圧が海藻に影響するという研究は少ないため、分析には加えなかった。しかしながら、今回調査対象としたウニ類の影響に上乗せする形で摂食圧が効いていると考えられる。

Ling et al. (2015) の藻場と磯焼けのレジームシフトの解析では個体密度のみを指標としていることから、本研究でも個体密度を指標とした。第一章の野外ケージ実験と藻場回復/衰退期のウニ類個体密度から、藻場から磯焼けに衰退する際のウニ類個体密度の閾値 A は 8 ind./m²、磯焼けから藻場に回復する際のウニ類個体密度の閾値 B は 2 ind./m² と考えられた。閾値 A に関して、寺脇ら (2007) では、ムラサキウニ個体密度 9 ind./m² 以上で海藻の現存量が低下することを報告しており、本研究とよく一致している。

ウニ類の摂食圧は殻径と種によって異なることが知られている (Barker et al. 1998, 金丸ら 2007)。例えば、第一章で述べたようにムラサキウニの摂食量はガンガゼの 0.7 倍程度であることから (金丸ら 2007)、ガンガゼを基準にすると閾値 A は 5-6 ind./m²、ムラサキウニを基準とすると閾値 B は 3 ind./m² 程度になる。そのため、殻径や種を考慮することでより正確な評価となると考えられる。しかし、潜水調査中に多くの地点を評価するためには、殻径や種を逐一測定することは困難である。また、Tuya et al. (2004) はカナリア諸島においてガンガゼの一種 *D. antillarum* の個体密度と海藻被度の関係、および摂食速度と海藻被度の実測値から、藻場において摂食速度と海藻の生産力が釣り

合う *D. antillarum* の個体密度を 10 ind./m² と推定している。このことはガンガゼ類においても本研究で得たムラサキウニ個体密度の閾値 A と同程度であることを示している。評価指標としての実用性を考慮すると、ウニ類個体密度のみを指標とすることは合理的であると考えられる。

本研究で作成した評価基準より、波切は安定藻場、和具大島は小型海藻藻場、古和浦は藻場と磯焼けの混在、島勝浦と小渡鹿は磯焼けと推定された。三重県内では、志摩半島東部の鳥羽市から志摩市の和具大島にかけてはサガラメ・カジメ海中林が広がっており、これまで磯焼けの兆候はほとんどないが、熊野灘では主要な湾の多くが磯焼けになっており、尾鷲周辺ではほぼ全域が磯焼けとなっている湾があると報告されている（三重県水産基盤整備課 2014, 2015, 阿部ら 2000, 倉島ら 1999, 2001）。よって、過去の

報告と本研究の藻場状態判定結果はほぼ一致したと考えており、今回の評価法が適用できることが確認された。

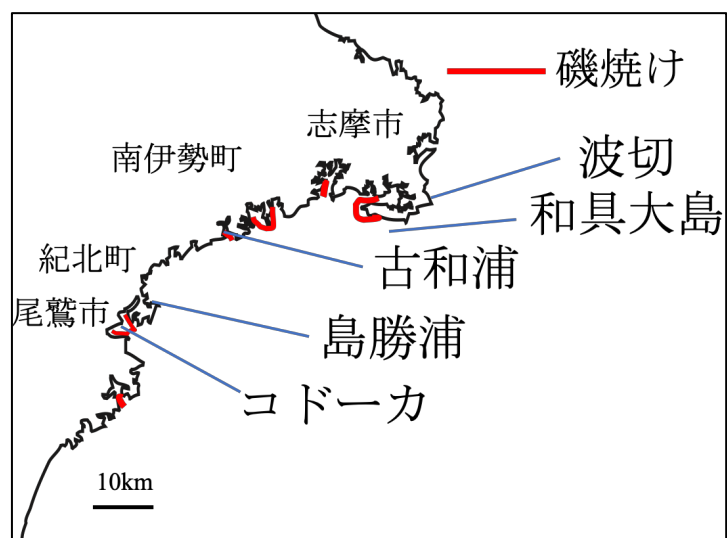


Fig.21. 三重県の磯焼けの分布。三重県版磯焼け対策ガイドライン（案）（2018）を基に作成

まとめ

海中林とウニ類が優占する磯焼けは安定的であるが、ウニ類個体密度が一定の閾値に達すると劇的に対極状態へのシフトが起こる (Filbee-Dexter and Scheibling 2014)。つまり、藻場とウニ類が優占する磯焼けの間で、互いの状態にシフトする際に、ウニ類個体密度の明確な閾値が存在することが考えられる。このような安定状態からある閾値を境に、状態変数の値が不連続で急激な変化を示し、別の安定状態へ変化する現象をレジームシフトという (Scheffer et al. 2001)。

一般的にはウニの食害は単独では磯焼けの発生要因にはならないとされており、高水温や貧栄養、光量不足などと複合的に作用して磯焼けが発生するとされる。(藤田 2002)。しかし、第一章のカジメ海中林を模したケージ実験から平均的な藻場よりも個体密度、現存量および生産量が低い藻場の場合では、ムラサキウニ個体密度が 5-8 ind./m² 以上になると、群落を維持できないほど幼体が摂食され、藻場が衰退し、磯焼けが発生する可能性があることが示された。三重県尾鷲市尾鷲湾のサガラメ海中林では 2013 年 12 月に高水温によって磯焼けが発生し、さらに磯焼け直後に個体密度が 8-10 ind./m² 以上に急増していたムラサキウニの食害が磯焼けの持続要因となったと考えられている (加藤 2018)。このように、高水温などの要因により、海藻密度が低下するとウニの摂食圧によって藻場の衰退を引き起こす可能性があると考えられる。

第二章では、第一章のカジメ海中林を模したケージ実験結果と藻場回復/衰退期のウニ類個体密度の閾値を指標とし、藻場の状態評価を行った。その結果、波切は安定藻場、和具大島は小型海藻藻場、古和浦は藻場と磯焼けの混在、島勝浦とコドーカは磯焼けと

推定した。三重県内では、志摩半島東部の鳥羽市から志摩市の和具大島にかけてはサガラメ・カジメ海中林が広がっており、これまで磯焼けの兆候はほとんどないが、熊野灘では主要な湾の多くが磯焼けになっており、尾鷲周辺ではほぼ全域が磯焼けとなっている湾もあると報告されている（三重県水産基盤整備課 2014, 2015, 阿部ら 2000, 倉島ら 1999, 2001）。

よって、過去の報告と本研究の藻場状態判定結果はほぼ一致したと考えられる。

本研究では、第一章より、藻場から磯焼けに衰退する際のムラサキウニ個体密度の閾値を明らかにするとともに、ムラサキウニ個体密度はカジメ海中林などの藻場生態系において大きな影響を持つことが示された。また、第二章より、藻場回復/衰退期のウニ類個体密度の閾値を指標とし、様々な海域の藻場の状態評価をした。本研究により、ウニ類個体密度が海藻群落に与える影響を明らかにし、藻場管理する際に有用な指標を作成することで、磯焼け対策に大きく貢献することができた。

要約

三重県南部の磯焼けの主な持続要因はウニ類の食害とされている。藻場が回復する際のウニ類個体密度に関する研究は数多くあるが、藻場が衰退し磯焼けが発生する際のウニ類個体密度に関する知見は少ない。そこで、磯焼け発生にウニ類個体密度がどのように影響しているかを解明することを目的とした。野外実験で、ムラサキウニ個体密度と藻場衰退の関係を明らかにし、実験結果と藻場の回復/衰退期のウニ類個体密度の関係の調査結果から藻場の状態を評価する指標を作成した。この指標から、三重県南部沿岸の藻場の判定を試みた。

三重県尾鷲市早田浦の砂泥底にケージを設置し、カジメ側葉を 8 枚/m²、カジメ成体を 8 ind./m² の密度でケージ内に固定した。ムラサキウニを 0, 4, 8, 16 ind./m² の密度でケージ内に収容し、カジメの摂食量を測定した。藻場調査は志摩市から尾鷲市にかけて 5 海域で行い、ランダムに設置した 1 m コドラート内の樹間構成種被度 (%) と高さ (cm)、小型海藻被度 (%), ウニ類個体密度を記録した。

野外実験と藻場回復/衰退期のウニ類個体密度から、藻場から磯焼けに衰退する際のウニ類個体密度の閾値は 8 ind./m² と磯焼けから藻場に回復する際のウニ類個体密度の閾値は 2 ind./m² と考えられた。これらの閾値を指標とした結果、波切は安定藻場、和具大島は小型海藻藻場、古和浦は藻場と磯焼けの混在、島勝浦とコドーカは磯焼けと考えられた。

謝辞

本論文を審査して頂きました三重大学大学院生物資源学研究科 生物海洋学教育研究分野の石川輝教授，海洋生態学教育研究分野の木村妙子教授に心から御礼申し上げます。本研究を行うにあたり，ご指導とご教示を賜った三重大学生物資源学研究科の倉島彰准教授に深く感謝いたします。

本研究の実施に多大なご協力と助言を頂いた鳥羽市水産研究所の岩尾豊紀博士，尾鷲市役所の石川達也博士に御礼申し上げます。

野外実験を行うにあたり，快く漁場の使用を許可して頂いた尾鷲漁業協同組合早田支所に深謝いたします。

調査・実験を行うに当たって協力と助言を頂いた三重大学生物資源学部 藻類学研究室の学生諸氏に感謝いたします。

参考文献

- Agatsuma, Y., Takagi, S., Inomata, E., Aoki, M. N. 2018. Process of deterioration of a kelp (*Ecklonia bicyclis* Kjellman) bed as a result of grazing by the sea urchin *Mesocentrotus nudus* (Agassiz) in Shizugawa Bay in northeastern Honshu, Japan. *J. Appl. Phycol.* <https://doi.org/10.1007/s10811-018-1503-5>.
- 阿部真比古・森田晃生・橋本奈央子・倉島彰・栗藤和治・前川行幸 2000. 三重県須賀利浦の海藻植生. 三重大学生物資源学部紀要. 27: 51-59.
- Andrew N.L., O'Neill, A.L., 2000. Large-scale patterns in habitat structure on subtidal rocky reefs in New South Wales. *Mar. Freshw. Res.* 51: 255 – 263.
- Barker, M. F., Keogh, J. A., Lawrence, J. M., Lawrence, A. L. 1998. Feeding rate, absorption efficiencies, growth, and enhancement of gonad production in the New Zealand sea urchin *Evechinus chloroticus* Valenciennes (Echinoidea: Echinometridae) fed prepared and natural diets. *J. Shell. Res.* 17: 1583-1590.
- Filbee-Dexter, K., Scheibling, R. 2014. Sea urchin barrens as alternative stable states of collapsed kelp ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 409: 1–25.
- Fujita, D. 1998. Stroglyocentrotid sea urchin-dominated barren grounds on the Sea-of-Japan coast of northern Japan. In: Mooi, R. and Telford, M. (eds.) *Echinoderms*: San Francisco. Balkema Publishers. Rotterdam. pp659–664
- 藤田大介 2002. 磯焼け. 堀輝三・大野正夫・堀口健雄編. 「21世紀初頭の藻学の現況」. 日本藻類学会. 山形. pp102-105.
- 藤田大介・町口裕二・桑原久美 2008. 磯焼けを起こすウニー生態・利用から藻場回復

- まで一. 成山堂書店. 東京.
- 富士昭 1999. 磯焼けの研究の現状. 谷口和也編. 磯焼けの機構と藻場修復. 恒星社厚生閣. 東京. pp9-24.
- 林田文郎 1986. カジメの群落生態学的研究—Ⅲ. カジメ群落の構造について. 東海大学海洋学部紀要. 22: 159-169.
- Hernández, J. C., Clemente, S., Sangil, C., Brito, A. 2008. The key role of the sea urchin *Diadema* aff. *antillarum* in controlling macroalgae assemblages throughout the Canary Islands (eastern subtropical Atlantic): An spatio-temporal approach. *Mar. Env. Res.* 66: 259-270.
- 石川達也 2018. 磯焼け海域においてガンガゼの摂食圧が海藻群集に及ぼす影響に関する研究. 平成30年度博士論文. 三重大学生物資源学研究科.
- Ishikawa, T., Maegawa, M., Kurashima, A., 2016. Effect of sea urchin (*Diadema setosum*) density on algal composition and biomass in cage experiments. *Plankton Benthos Res.* 11: 112-119.
- 石川達也・戸瀬太貴・阿部真比古・岩尾豊紀・森田晃央・前川行幸・倉島彰 2017. 三重県早田浦におけるガンガゼ除去に伴う海藻植生の変化. *日水誌.* 83: 599-606.
- 岩橋義人 1968. 伊豆半島沿岸のアラメ・カジメの生態的研究—Ⅱ. カジメの生育量の季節変化. *静岡水試研報.* 1: 33-36.
- Johnson, C. R., Mann, K.H. 1982. Adaptations of *Strongylocentrotus droebachiensis* for survival on barren grounds in Nova Scotia. In *Echinoderms: Proc. Int. Conf. Tampa Bay* (ed. Lawrence, J. M.). Rotterdam. The Netherlands: Balkema. pp277 – 283.
- 金丸彦一郎・荒巻裕・普川泰久 2007. 陸上水槽における植食性ベントス5種の海藻摂

- 餌量の比較とその標準化による天然海域における摂食圧推定の試み. 佐賀県玄海水産振興センター研究報告 4: 15-20.
- 加藤葉 2018. 尾鷲湾における磯焼けからの藻場再生過程. 平成30年度修士論文. 三重大学生物資源学研究科.
- 川俣茂 2008. 第4章 水温・流動環境とウニの摂食行動. ウニと海藻の相互作用に及ぼす影響. 藤田大介・町口裕二・桑原久美 編. 磯焼けを起こすウニ生態・利用から藻場回復まで. 成山堂書店. 東京. pp96-100.
- 川嶋昭二 1993. カジメ. 日本産コンブ類図鑑. 北日本海洋センター. 札幌. pp144-147.
- 喜田和四郎・前川行幸 1985. 海中林—コンブ科植物の生物学—. アラメ・カジメの群落生態. 月刊 海洋科学. 17: 751-759.
- 倉島彰・栗藤和治・前川行幸 1999. 三重県賀田湾の海藻植生. 三重大大学生物資源学部紀要. 21: 55-65.
- 倉島彰・森田晃央・栗藤和治・前川行幸 2001. 三重県早田浦の海藻植生. 三重大大学生物資源学部紀要. 27: 41-49.
- 倉島彰・石川達也・竹内大介・岩尾豊紀・前川行幸 2014. 三重県早田浦の磯焼け海域におけるガンガゼ除去の影響. 日水誌. 80: 561-571.
- 倉島彰・横浜康継・有賀祐勝 1996. 褐藻アラメ・カジメの生理特性. 藻類. 44: 87-94.
- Lawrence, J. M. 1975. On the relationships between marine plants and sea urchins. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 13: 213-286.
- Lessios, H. A. 1988. Mass mortality of *Diadema antillarum* in the Caribbean: What have we learned? *Annual Review of Ecology and Systematics.* 19: 371-393.
- Ling, S., Johnson, C. 2009. Population dynamics of an ecologically important range-extender:

- kelp beds versus sea urchin barrens. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 374: 113-125.
- Ling, S. D., Scheibling, R. E., Rassweiler, A., Johnson, C. R., Shears, N., Connell, S. D., Salomon, A. K., Norderhaug, K. M., Perez-Matus, A., Hernández, J. C., Clemente, S., Blamey, L. K., Hereu, B., Ballesteros, E., Sala, E., Garrabou, J., Cebrian, E., Zabala, M., Fujita, D., Johnson, L. E. 2015. Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Phil. Trans. R. Soc. B* 370: 20130269.
- 前川行幸・喜田和四郎 1982. アラメ・カジメ群落に関する生態学的研究— I . 志摩半島御座岬周辺における群落の分布と構造. *三重大水実研報.* 3: 41-45.
- 前川行幸・喜田和四郎 1987. アラメ及びカジメ群落の生産構造に関する研究. *藻類.* 35: 34-40.
- Maegawa, M., Kida, W. 1989. Regeneration process of *Ecklonia* marine forest in the coastal area of Shima Peninsula, central Japan. *Japan. J. Phycol.* 37: 194-200.
- May, R. M. 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature.* 269: 471 – 477.
- 三重県水産基盤整備課 2014. 三重県藻場造成ガイドブック改訂版2013. 三重県.
- 三重県水産基盤整備課 2015. 平成27年1月8日干潟藻場懇談会資料. 三重県.
- 野中忠・岩橋義人 1969. 静岡県沿岸の磯根資源に関する研究—IV. カジメ・アラメ群落内でのアワビの飼料. *静岡水試研報.* 2: 37-39.
- 大島泰雄・石渡直典・田中二良 1957. ムラサキウニとバフンウニの食性. *水産増殖.* 1: 26-30.
- Rocha, J., Yletyinen, J., Biggs, R., Blenckner, T., Peterson, G. 2015. Marine regime shifts: drivers and impacts on ecosystems services. *Phil. Trans. R. Soc. B* 370: 20130273.

- 霜村胤日人・長谷川雅俊 2008. 磯焼け域と群落域におけるカジメの生長と光・水温条件との関係. 藻類. 56: 169-178.
- 水産庁 2015. 磯焼け対策ガイドライン. 水産庁. 東京.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C., Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*. 413: 591-596.
- 芹澤如比古・秋野秀樹・松山和世・大野正夫・田中次郎・横浜康継 2001. 水温環境の異なる2つの生育地のカジメ群落における現存量, 密度, 年齢組成の比較. 水産増殖. 49: 9-14.
- 鈴木裕也 2013. 褐藻カジメ属2種カジメ, クロメの高温耐性. 平成25年度修士論文. 三重大学生物資源学研究科.
- Steneck, R. S., Graham, M. H., Bourque, B. J., Corbett, D., Erlandson, J. M., Estes, J. A., Tegner, M. J. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Env. Cons.* 29: 436-459.
- 田中次郎・横浜康継・千原光雄 1983. カジメ海中林の生産量. 現代生態学の断面. 現代生態学の断面編集委員会 編. 共立出版. 東京. pp282-267.
- 寺脇利信・川崎保夫・本多正樹・山田貞夫・丸山康樹・五十嵐由雄 1991. 海中林造成技術の実証 第2報 三浦半島西部でのアラメおよびカジメの生態と生育特性. 電力中央研究所研究報告. U91022.
- Tuya, F., Boyra, A., Sanchez-Jerez, P., Barbera, C., Haroun R. 2004. Can one species determine the structure of the benthic community on a temperate rocky reef? The case of the long-spined sea-urchin *Diadema antillarum* (Echinodermata: Echinoidea) in the eastern Atlantic. *Hydrobiologia* 519: 211-214.

Yokohama, Y., Tanaka, J., Chihara, M. 1987. Productivity of the *Ecklonia cava* community. Bot. Mag. Tokyo. 100: 129-141.